

# 添加生物质炭对红壤水稻土有机碳矿化和微生物生物量的影响<sup>①</sup>

匡崇婷<sup>1</sup>, 江春玉<sup>2</sup>, 李忠佩<sup>2\*</sup>, 胡锋<sup>1</sup>

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095;

2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

**摘要:** 通过室内培育试验, 研究了添加生物质炭对江西红壤水稻土有机碳矿化和微生物生物量碳、氮含量的影响。结果表明: 红壤有机碳矿化速率在培育第 2 天达最大值后迅速降低, 培养 7 天后下降缓慢并趋于平稳; 添加生物质炭降低了土壤有机碳的矿化速率和累积矿化量, 培养结束时, 不加生物质炭的对照处理中有机碳的累积矿化量分别比添加 0.5% 和 1.0% 生物质炭的处理高 10.0% 和 10.8%。此外, 生物质炭的加入显著提高了土壤微生物生物量, 添加 0.5% 生物质炭处理的土壤微生物生物量碳、氮含量分别比对照高 111.5%~250.6% 和 11.6%~97.6%, 添加 1.0% 生物质炭处理的土壤微生物生物量碳、氮含量分别比对照高 58.9%~243.6% 和 55.9%~110.4%。相同处理中, 干旱的水分条件下(40% 田间持水量)微生物生物量要高于湿润的水分条件(70% 田间持水量)。同时, 添加 0.5% 和 1.0% 的生物质炭使土壤代谢熵分别降低 2.4% 和 26.8%, 微生物商减少了 43.7% 和 31.7%。

**关键词:** 红壤; 生物质炭; 有机碳; 矿化; 微生物生物量

**中图分类号:** S154

生物质炭(biochar)是由有机物料在厌氧条件下低温热解产生的含碳丰富的固态物质, 是黑碳(black carbon)的一种存在形式。生物质炭孔隙结构发达、比表面积巨大、带负电荷多、高度芳香化、具有很强的吸附特性和高度的稳定性<sup>[1]</sup>。基于以上特性, 添加生物质炭对土壤性质和功能的影响日益受到关注, 成为目前的一个研究热点。生物质炭被认为是土壤改良的理想材料, 大量研究表明添加生物质炭可以增加土壤有机碳的水平、提高土壤肥力<sup>[2]</sup>、促进土壤团聚体的形成<sup>[3]</sup>、吸附污染物和激素<sup>[4-5]</sup>、为植物提供矿质养分<sup>[6]</sup>和提高作物产量<sup>[7]</sup>。生物质炭还具有改善微生物细胞附着性能、促进特定类群土壤微生物栖息生长的作用<sup>[8-9]</sup>。

土壤有机碳的矿化是土壤中重要的生物化学过程, 直接关系到土壤中养分元素的释放与供应、温室气体的形成以及土壤质量的保持等<sup>[10]</sup>。研究表明, 添加生物质炭对土壤有机碳的矿化具有不同程度的影响。在美国的粉砂壤土和壤砂土、德国的壤质土和黄土等不同类型的土壤中, 研究发现添加生物质炭对土壤

有机碳矿化无显著影响<sup>[11-13]</sup>。Steinbeiss 等<sup>[9]</sup>发现添加葡萄糖源的生物质炭促进了一个供试土壤中 CO<sub>2</sub> 呼吸量的增加, 而对另一供试土壤呼吸没有影响。Hilscher 等<sup>[14]</sup>发现在瑞士壤质土中添加松木源的生物质炭土壤呼吸没有增加, 而添加草源的生物质炭则有机碳矿化作用增强。Spokas 和 Reicosky<sup>[15]</sup>研究添加 16 种不同种类的炭对两种类型土壤中有机碳矿化的影响, 结果显示约 1/3 处理的土壤中有机碳矿化增强, 1/3 处理有机碳矿化减少, 另外 1/3 处理有机碳矿化没有发生变化。土壤微生物生物量是土壤有机质和土壤养分碳、氮、磷、硫等转化和循环的动力, 目前有关生物质炭对土壤微生物生物量影响的研究很少。我国小麦秸秆丰富, 由其烧制的生物质炭产量可观, 添加小麦秸秆源的生物质炭对红壤有机碳矿化和微生物生物量的影响尚不明确。因此, 本文采用室内恒温培养的方法, 研究生物质炭加入土壤后对土壤微生物生物量碳、氮及有机碳矿化的影响, 为生物质炭在农业生产上的应用提供理论依据。

①基金项目: 中国科学院知识创新重要方向项目(KZCX2-YW-Q1-07)和国家自然科学基金项目(41001143)资助。

\* 通讯作者(zhpli@issas.ac.cn)

作者简介: 匡崇婷(1986—), 女, 安徽宣城人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤生态学。E-mail: kuangchongting@163.com

## 1 材料与方 法

### 1.1 供试土壤

供试土壤采自中国科学院红壤生态实验站附近水稻田 (116°55'E, 28°15'N) 的表层土壤 (0~15 cm)。土壤风干, 挑去细根后磨细过 2 mm 筛备用。土壤的基本理化性质为: 有机碳 20.67 g/kg, 全氮 1.90 g/kg, 速效磷 35.32 g/kg, 速效钾 115.39 g/kg。

### 1.2 生物质炭的制备

将取自江苏扬州地区的小麦秸秆洗净晾干后, 在 80℃ 的烘箱内烘干 12 h, 放入炭化炉 (专利批准号: ZL200920232191.9 中国科学院南京土壤研究所研制 ZBX1 型), 抽真空, 充氮气, 反复 3 次。在无氧状态下 (充入高纯氮气) 缓慢升温至 300℃ (炭化炉起始设定温度为 200℃, 每 1.5 h 升高 50℃), 然后一直维持在 300℃, 直至无烟冒出为止。制成的生物质炭研磨后过 60 目筛备用。生物质炭的基本理化性质为: pH 7.6, 有机碳 559 g/kg, 全氮 71 g/kg。

### 1.3 培育试验

风干土样 28℃ 下预培养 2 周后进行添加生物质炭的处理, 生物质炭/土壤质量百分比分别为 0、0.5% 和 1.0%, 记为 CK、0.5% BC 和 1.0% BC, 每个处理设 3 个重复。土壤与生物质炭混匀, 调节水分使达到田间饱和和持水量的 60%, 25℃ 下进行室内密闭培养。培养 1、2、3、4、7、10、14、21、28、35、42、49、56 天时取样测定土壤有机碳的矿化量, 同时计算呼吸强度、土壤有机碳矿化速率 ( $\text{CO}_2 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ )、有机碳累积矿化量 ( $\text{CO}_2 \text{ mg}/\text{kg}$ ) 和有机碳矿化率 (%)。

同时称取 100 g 土样, 加入生物质炭, 混匀后调节水分至田间持水量 (WHC) 的 40% 和 70%, 30℃ 下恒温培养。培养过程中, 保持一定的透气性, 并定期称重补水。在培养 30、90、180 天时取出部分培养瓶, 测定土样中的有机碳和微生物生物量碳、氮含量, 计算土壤微生物商 ( $\text{Cmic}/\text{Corg}$ ) 和代谢熵 ( $q\text{CO}_2$ )。

### 1.4 测定项目和分析方法

土壤样品采用常规方法进行分析测定。土壤有机碳含量采用丘林法测定<sup>[16]</sup>; 土壤有机碳矿化产生的  $\text{CO}_2$  采用碱液吸收法收集, 标准酸滴定测定<sup>[10]</sup>; 土壤微生物量采用氯仿熏蒸- $\text{K}_2\text{SO}_4$  提取<sup>[17]</sup>, TOC 自动分析仪 (Multi/C3100, 德国耶拿) 测定, 根据熏蒸和未熏蒸处理土壤提取液中有机碳、全氮含量之差, 分别乘以系数 2.64 (微生物生物量碳)、1.85 (微生物生物量氮), 求得微生物生物量碳、氮。土壤微生物商为微生物生物量碳含量与土壤有机碳的比值, 以百分比表示;

代谢熵 ( $q\text{CO}_2$ ) 为呼吸强度与微生物生物量碳的比值。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同生物质炭添加量下红壤水稻土有机碳含量的变化

测定培养 30、90 和 180 天时各处理土壤中的有机碳含量, 由图 1 可以看出, 添加生物质炭显著提高了土壤中有有机碳的含量。与对照相比, 0.5% BC 和 1.0% BC 添加量下土壤有机碳分别增加 3.34 g/kg 和 6.47 g/kg, 加入的生物质炭越多土壤有机碳总量就越大。培养过程中有机碳逐渐矿化分解, 含量有所下降, 对照处理中, 40% 和 70% 田间持水量 (40% WHC 和 70% WHC) 条件下培养 180 天时的有机碳含量分别比培养 30 天时降低 1.82 g/kg 和 2.12 g/kg。而生物质炭的添加减缓了有机碳的分解, 0.5% BC 和 1.0% BC 处理的土壤中, 培养 90 天时的有机碳含量与培养 30 天时无差异。

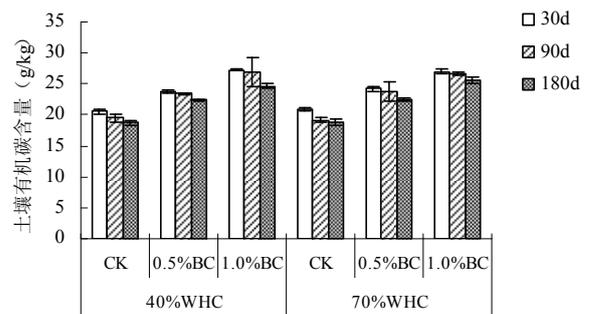


图 1 不同生物质炭添加量处理下土壤有机碳的变化

Fig. 1 Changes of SOC in treatments with different biochar addition

### 2.2 不同生物质炭添加量下红壤有机碳矿化的动态变化

本试验采集红壤水稻土的表层土进行有机碳矿化培养试验, 测定了不同生物质炭添加量下红壤水稻土有机碳矿化的动态变化 (图 2)。在培养的第 1 天, 对照处理的有机碳矿化速率高于生物质炭处理。培养第 2 天, 3 个处理的矿化速率均达到最大值, 之后随着培养时间的延长, 有机碳矿化速率逐渐下降, 第 7 天时土壤的矿化速率仅为开始的 13% 左右, 之后速率缓慢变化, 趋于稳定。可见, 土壤有机碳矿化过程可分为快速下降和趋于平稳两个阶段, 对照与添加生物质炭的处理之间矿化速率没有显著差异 (图 2)。在整个培养期间, 对照的累积矿化量始终高于添加生物质炭的两个处理, 分别比 0.5% BC 和 1.0% BC 处理高 10.0% 和 10.8%, 对照与添加生物质炭的处理之间的累积矿化量差异显著。由此可见, 生物质炭的加入降低了土壤有机碳的矿化速率和累积矿化量。

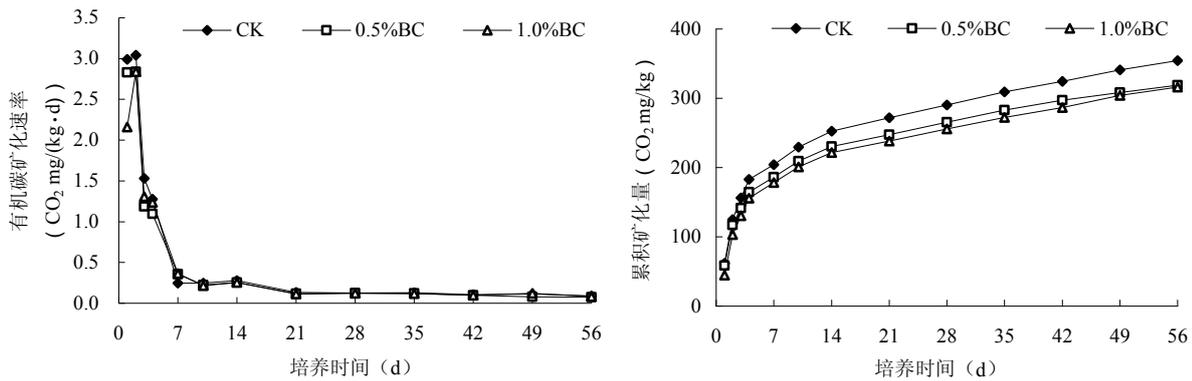


图 2 培养过程中有机碳矿化速率和累积矿化量

Fig. 2 Rates and cumulative quantity of SOC mineralization during incubation period

培养试验结果的数学统计表明，乘幂曲线模型 ( $Y = b_0 \times X^{b_1}$ ) 很好地描述整个培养期间土壤有机碳矿化速率随培养时间的变化趋势，且相关性较好，拟合方程

式见表 1。25℃ 培养条件下，3 种处理呼吸强度、累积矿化量和有机碳矿化率均表现为：对照 > 0.5%BC 处理 > 1.0%BC 处理。

表 1 培养期间不同生物质炭处理下土壤有机碳矿化量变化

Table 1 Mineralization of SOC under different biochar treatments during incubation period

处理	呼吸强度 (CO <sub>2</sub> mg/kg)	累积矿化量 (CO <sub>2</sub> mg/kg)	有机碳矿化率 (%)	有机碳矿化速率曲线拟合方程 ( $Y = b_0 \times X^{b_1}$ )	决定系数 (R <sup>2</sup> )
CK	61.83 ± 12.66 a	354.3 ± 18.0 a	1.71	$Y = 3.6525 X^{-0.9677}$	0.945
0.5%BC	58.47 ± 14.50 ab	318.9 ± 24.3 ab	1.54	$Y = 3.4026 X^{-0.9893}$	0.959
1.0%BC	44.64 ± 3.33 b	316.1 ± 11.8 b	1.53	$Y = 3.0759 X^{-0.9352}$	0.929

注：同一列数据字母不同表示处理间差异达到  $P < 0.05$  显著水平，下同。

### 2.3 不同生物质炭添加量下红壤水稻土微生物生物量的变化

土壤微生物生物量碳 (MBC) 是土壤有机质中最活跃和最易变化的部分，是土壤生物肥力的重要标志 [18]。由图 3 可以看出，生物质炭的加入提高了 MBC 含量，培养 30 天时，1.0%BC 处理的 MBC 增加更为显著 ( $P < 0.05$ )，40%WHC 和 70%WHC 条件下分别比对照高 93.6% 和 103.7%。在 180 天的培养期间，随

着培养时间的延长，3 个处理的 MBC 值均降低，但是直到培养结束生物质炭处理的土壤中 MBC 含量仍高于对照，40%WHC 和 70%WHC 条件下，0.5%BC 处理分别是对照的 3.51 倍和 2.12 倍，1.0%BC 处理分别是对照的 3.44 倍和 1.59 倍。

水分条件的差异对 MBC 含量也造成了一定的影响，40%WHC 下土壤 MBC 含量略高于 70%WHC。不同水分条件下，生物质炭的添加对 MBC 含量的影响不同。对照处理中，MBC 均随着培养时间的延长而降低；0.5%BC 处理中，40%WHC 条件下 MBC 值随着培养时间的延长而降低，而 70%WHC 条件下则先降低后又升高；1.0%BC 处理中则与之相反，40%WHC 条件下 MBC 先降低后升高，70%WHC 条件下 MBC 随着培养时间的延长而降低。

培养期间，土壤微生物生物量氮 (MBN) 随生物质炭添加量的变化见图 4，其变化规律与 MBC 类似：生物质炭的加入提高了土壤 MBN 含量。40%WHC 条件下培养 30、90 和 180 天时，0.5%BC 处理的土壤 MBN 含量分别比对照高 61.6%、160.0% 和 97.6%，1.0%BC 处理的土壤 MBN 含量分别比对照高 161.5%、

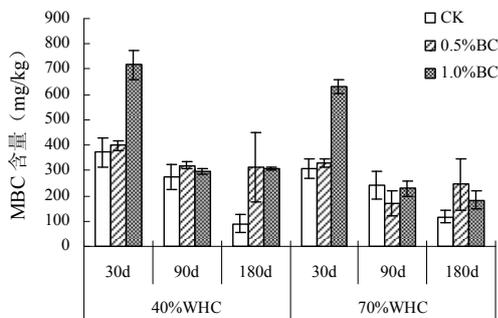


图 3 土壤培养过程中微生物生物量碳含量的变化

Fig. 3 Changes of soil microbial biomass carbon contents during incubation period

86.6% 和 110.4%。70%WHC 条件下培养 30、90 和 180 天时, 0.5%BC 处理的土壤 MBN 含量分别比对照高 125.9%、55.2% 和 11.6%, 1.0%BC 处理的土壤 MBN 含量分别比对照高 63.5%、26.9% 和 55.9%。水分条件同样造成了 MBN 值的差异, 与 70%WHC 相比, 40%WHC 条件下土壤 MBN 含量要高一些。

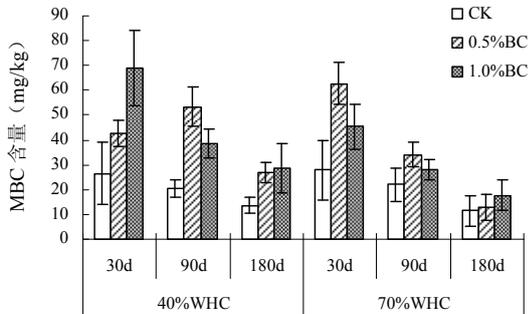


图4 土壤培养过程中微生物生物量氮含量的变化

Fig. 4 Change of soil microbial biomass nitrogen contents during incubation period

## 2.4 添加生物质炭对红壤水稻土代谢熵和微生物商的影响

代谢熵 ( $qCO_2$ ) 是对土壤微生物呼吸速率与微生物生物量变化的综合反映,  $qCO_2$  值小, 意味着微生物呼吸消耗的碳比例较小, 建造微生物细胞的碳比例相对较大, 碳源的利用效率高。由表 2 可以看出, 0.5%BC 和 1.0%BC 处理使土壤代谢熵分别降低 2.4% 和 26.8%; 生物质炭添加量越大, 代谢熵的下降越明显。

土壤微生物商反映土壤微生物对有机碳的利用效率。由表 2 可以看出, 40%WHC 条件下微生物对有机碳的利用率均高于 70%WHC 条件下; 培养 30 天时, 0.5%BC 处理的土壤中微生物商与对照差异不显著, 而 1.0%BC 处理的土壤中微生物商显著高于对照 ( $P < 0.05$ ), 40%WHC 和 70%WHC 条件下分别比对照高 45.7% 和 57.0%; 培养 90 天时添加 0.5% 和 1.0% 的生物质炭均降低了土壤微生物商值, 70%WHC 条件下下降达到显著水平 ( $P < 0.05$ )。

表2 添加生物质炭对土壤代谢熵和微生物商的影响

Table 2 Effects of biochar amendments on soil metabolic quotients and microbial quotients

处理	代谢熵 ( $CO_2$ mg/( $C_{mic}$ ·g·h))	微生物商 (%)			
		40%WHC (30d)	40%WHC (90d)	70%WHC (30d)	70%WHC (90d)
CK	3.28 ± 0.53 a	1.81 ± 0.31 b	1.40 ± 0.22 a	1.49 ± 0.17 b	1.26 ± 0.27 a
0.5%BC	3.20 ± 0.69 ab	1.67 ± 0.06 b	1.36 ± 0.04 a	1.37 ± 0.08 b	0.71 ± 0.22 b
1.0%BC	2.40 ± 0.05 b	2.63 ± 0.21 a	1.15 ± 0.16 a	2.33 ± 0.09 a	0.86 ± 0.11 b

## 3 讨论

土壤有机碳经微生物分解作用矿化释放  $CO_2$  的数量与强度可以反映土壤的质量状况以及评价环境或人为因素变化对其产生的影响。本研究的结果表明, 红壤水稻土表层土壤有机碳的矿化速率随着培养时间的延长而降低, 生物质炭的加入降低了土壤有机碳矿化速率、累积矿化量和矿化率。这与花莉等<sup>[19]</sup>研究玉米秸秆炭输入对土壤呼吸量的影响的结果类似: 添加 1% ~ 4% 生物质炭处理的土壤呼吸度比对照降低 23% ~ 50%, 说明生物质炭的添加能降低土壤的呼吸强度, 减少  $CO_2$  释放。生物质炭具有大量的孔隙结构和巨大的表面积, 能将土壤有机质吸附到其孔隙内或外表面上, 前者被称为包封作用, 能有效隔离微生物及其产生的胞外酶与孔隙内有机质的接触; 后者被称为吸附保护作用<sup>[20]</sup>, 能降低有机质的可利用性。两者均被证实能强烈抑制被吸附有机质的降解<sup>[21-22]</sup>。此外, 较高温度下制备的生物质炭及禾本科植物烧制的生物质炭对天然有机质具有相对较高的吸附能力<sup>[23]</sup>, 对土壤有

机碳矿化的抑制作用更强。本研究采用的生物质炭来源于小麦, 属禾本科植物, 对有机碳矿化速率和矿化率的抑制作用为 10% 左右。

水分条件和培养时间影响土壤中微生物生物量, 本研究结果显示: 微生物生物量随着培养时间的延长而降低, 40%WHC 下土壤微生物生物量高于 70%WHC 下。土壤微生物生物量碳和总有机碳处在动态平衡之中, 培养过程中土壤有机碳以呼吸的方式被释放, 大量活性有机碳被消耗, 土壤活性有机碳含量下降, 土壤微生物生物量碳含量也下降, 最后趋于平衡。因此, 随着培养时间的延长, 对照土壤中微生物生物量逐渐降低。水分条件对土壤微生物来说是一个非常重要的环境因子, 大量研究证明过高的土壤含水量会限制土壤中  $O_2$  的扩散, 使好氧微生物的活动受到抑制<sup>[24]</sup>。红壤黏性较高, 水分含量较高时透气性差, 影响好氧微生物生长, 从而使微生物生物量的值降低。

本研究分析了添加生物质炭对土壤微生物生物量的影响, 结果显示生物质炭的加入显著增加了土壤微

生物生物量的含量；与对照相比，培养后期生物质炭处理的土壤中微生物生物量碳氮含量下降幅度较小。分析原因可能是：一方面，生物质炭具有疏松多孔的结构、巨大的表面积以及能够保持水分和空气的特点，可为土壤微生物的聚集、生长与繁殖提供良好的环境<sup>[25]</sup>；另一方面，生物质炭含碳量丰富，在培养过程中会部分地降解，为微生物提供新的碳源，促进特定微生物的生长<sup>[26]</sup>和改变土壤中微生物群落结构<sup>[7]</sup>，在本研究中体现为微生物生物量的增加。

代谢熵 ( $qCO_2$ ) 反映了土壤微生物利用碳源的效率。从生态学角度来说，只有土壤微生物呼吸速率高，但微生物呼吸消耗的碳占土壤微生物总碳的比例相对较小才最为重要，因为这样既可以保证土壤有较高的代谢效率，又使土壤有充足的活性有机质，对维持土壤的优良性状和可持续利用潜力有益。研究表明，土壤质量降低， $qCO_2$  值有增大的趋势<sup>[27]</sup>； $qCO_2$  值伴随着生态系统由初级向高级的演替而呈现下降趋势，在  $qCO_2$  较低的土壤中微生物对碳的利用效率较高，维持相同微生物生物量所需的能量就少，土壤质量也越好<sup>[28]</sup>。本研究结果显示，添加生物炭后土壤  $qCO_2$  值降低，从这个角度来看，添加生物质炭具有积极意义。

#### 4 小结

(1) 红壤水稻土表层土壤有机碳的矿化速率随着培养时间的延长而降低，生物质炭的加入降低了土壤呼吸强度、有机碳矿化速率和有机碳累积矿化量，其大小均表现为：对照  $>0.5\%$  生物质炭处理  $>1.0\%$  生物质炭处理。在整个培养期间，对照的有机碳累积矿化量分别比  $0.5\%$  和  $1.0\%$  生物质炭的处理高  $10.0\%$  和  $10.8\%$ 。

(2) 生物质炭的加入显著增加了土壤有机碳和微生物生物量碳氮的含量。室内恒温培养 180 天后， $40\%$  田间持水量下， $0.5\%$  生物质炭处理的土壤 MBC 和 MBN 含量分别比对照高  $250.6\%$  和  $97.6\%$ ， $1.0\%$  生物质炭处理的土壤 MBC 和 MBN 含量分别比对照高  $243.6\%$  和  $110.4\%$ ； $70\%$  田间持水量条件下， $0.5\%$  生物质炭处理的土壤 MBC 和 MBN 含量分别比对照高  $111.5\%$  和  $11.6\%$ ， $1.0\%$  生物质炭处理的土壤 MBC 和 MBN 含量分别比对照高  $58.9\%$  和  $55.9\%$ 。

(3) 添加  $0.5\%$  和  $1.0\%$  生物质炭使土壤的代谢熵分别降低  $2.4\%$  和  $26.8\%$ ，生物质炭添加量越大，代谢熵的下降越明显。添加  $0.5\%$  和  $1.0\%$  生物质炭的土壤  $70\%$  田间持水量条件下培养 90 天后，土壤微生物商显著低于不加生物质炭的对照 ( $P < 0.05$ )。

#### 参考文献:

- [1] Rebecca R. Rethinking biochar. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(17): 5932-5933
- [2] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, Chan KY, Downie A, Rust J, Joseph S, Cowie A. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 2010, 327: 235-246
- [3] Novotny EH, Hayes MHB, Madari BE, Bonagamba TJ, deAzevedo ER, de Souza AA, Song GX, Nogueira CM, Mangrich AS. Lessons from the Terra Preta de Indios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 2009, 20: 1003-1010
- [4] Yu XY, Ying GG, Kookana RS. Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. *Chemosphere*, 2009, 76: 665-671
- [5] Kim I, Yu ZQ, Xia BH, Huang WL. Sorption of male hormones by soils and sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2007, 26: 264-270
- [6] Novak JM, Busscher WJ, Laird DA, Ahmedna M, Watts DW, Niandou M. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. *Soil Science*, 2009, 174: 105-112
- [7] Steiner C, Teixeira WG, Lehmann J, Nehls T, Vasconcelos Macêdo JL, Blum WEH, Zech W. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil*, 2007, 291: 275-290
- [8] Saito M, Marumoto T. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: The status quo in Japan and the future prospects. *Plant and Soil*, 2002, 244: 273-279
- [9] Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41: 1301-1310
- [10] 李忠佩, 张桃林, 陈碧云. 土壤可溶性有机碳含量动态及其与有机碳矿化的关系研究. *土壤学报*, 2004, 41(4): 544-551
- [11] Novak JM, Busscher WJ, Watts DW, Laird DA, Ahmedna MA, Niandou MAS. Short-term  $CO_2$  mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiuult. *Geoderma*, 2010, 154: 281-288
- [12] Spokas KA, Koskinen WC, Baker JM, Reicosky DC. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*, 2009, 77: 574-581
- [13] Kuzuyakov Y, Subbotina I, Chen HQ, Bogomolova I, Xu XL. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial

- biomass estimated by C-14 labeling. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41: 210-219
- [14] Hilscher A, Heister K, Siewert C, Knicker H. Mineralisation and structural changes during the initial phase of microbial degradation of pyrogenic plant residues in soil. *Organic Geochemistry*, 2009, 40: 332-342
- [15] Spokas KA, Reicosky DC. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science*, 2009, 3: 179-193
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 中国农业科技出版社, 1999
- [17] Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19: 703-707
- [18] 张春霞, 郝明德, 魏孝荣, 王旭刚. 不同农田生态系统土壤微生物生物量碳的变化研究. *中国生态农业学报*, 2006, 14(1): 81-83
- [19] 花莉, 张成, 马宏瑞, 余望. 秸秆生物质炭土地利用的环境效益研究. *生态环境学报*, 2010, 19(10): 2489-2492
- [20] Kaiser K, Guggenberger G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 2000, 31:711-725
- [21] Zimmerman AR, Chorover J, Goyne KW, Brantley SL. Protection of mesopore-adsorbed organic matter from enzymatic degradation. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38: 4542-4548
- [22] Cheng H, Reinhard M. The rate of 2, 2-dichloropropane transformation in mineral micropores: Implications of sorptive preservation for fate and transport of organic contaminants in the subsurface. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42: 2879-2885
- [23] Kasozi GN, Zimmerman AR, Nkedi-Kizza P, Gao B. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars). *Environmental Science and Technology*, 2010, 44: 6189-6195
- [24] Doran JW, Mielk IN, Power JF. Microbial activity as regulated by soil water-filled pore space // *Ecology of Soil Microorganisms in the Microhabitat Environments*. Transactions of the 14th Int. Congress of soil Science, 1991, Symposium III-3: 94-99
- [25] Malcolm F. Black carbon sequestration as an alternative to bioenergy. *Biomass and Bioenergy*, 2007, 31: 426-432
- [26] Hamer U, Marschner B, Brodowski S, Amelung W. Interactive priming of black carbon and glucose mineralization. *Organic Geochemistry*, 2004, 35(7): 823-830
- [27] Grego S, Kennedy AY. Effect of ammo-nitrate stabilized farmyard manure on microbial biomass and metabolic quotient of soil under Zeamay. *Agriculture in Mediterranean*, 1989, 128: 132-137
- [28] Mao DM, Min YW, Yu LL, Martens R, Insam H. Effect of afforestation on microbial biomass and activity in soils of tropical China. *Soil Biology and Biochemistry*, 1992, 24, 865-872

## Effects of Biochar Amendments on Soil Organic Carbon Mineralization and Microbial Biomass in Red Paddy Soils

KUANG Chong-ting<sup>1</sup>, JIANG Chun-yu<sup>2</sup>, LI Zhong-pei<sup>2</sup>, HU Feng<sup>1</sup>

(1 College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China;

2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China)

**Abstract:** Influences of biochar amendments on soil organic carbon (SOC) mineralization and microbial biomass carbon and nitrogen contents were investigated in red paddy soil collected from Jiangxi Province through two incubation tests. The results showed that the mineralization rate of SOC reached maximum at the 2<sup>nd</sup> day of incubation and decreased rapidly until the 7<sup>th</sup> day, then tended to stable afterwards. Throughout the 56 days of incubation, biochar amendments of 0.5% and 1.0% reduced cumulative mineralization of SOC by 10.0% and 10.8% respectively. In addition, applying biochar significantly increased the contents of soil microbial biomass. Compared with the treatments without biochar (CK), microbial biomass carbon and nitrogen contents in soil treated with 0.5% of biochar increased by 111.5% - 250.6% and 11.6% - 97.6%, microbial biomass carbon and nitrogen contents in soil treated with 1.0% of biochar increased by 58.9% - 243.6% and 55.9% - 110.4%, respectively. In the same treatments, microbial biomass contents in drought condition (40% water-holding capacity) were higher than those in wet condition (70% water-holding capacity). The results also indicated that biochar amendments of 0.5% and 1.0% decreased metabolic quotients by 2.4% and 26.8%, microbial quotients by 43.7% and 31.7%, respectively.

**Key words:** Red soils, Biochar, Soil organic carbon, Mineralization, Microbial biomass